ECOLOGÍA

Caldasia 21 (1): 95-109

DISTRIBUCIÓN Y PREFERENCIAS DE MICROHÁBITAT EN ANUROS (*AMPHIBIA*) EN BOSQUE MADURO Y ÁREAS PERTURBADAS EN ANCHICAYÁ, PACÍFICO COLOMBIANO

FERNANDO VARGAS-S.

fercho.vargas@eudoramail.com

FERNANDO CASTRO-H.

Departamento de Biología, Universidad del Valle, Apartado 25360 Cali, Colombia.

Resumen

Se estudió la riqueza de anuros, su distribución y selección de microhabitats en la región de Anchicayá, Pacifico colombiano, la cual comienza a ser sometida a deforestación. Se distribuyeron nueve lotes de muestreo en tres hábitats (bosque maduro, bosque de transición y áreas deforestadas) y se muestrearon durante siete meses (octubre de 1995 a abril de 1996). Se encontraron 15 especies de anuros, siendo los más abundantes *Eleutherodactylus raniformis, Agalychnis spurrelli* y *Smilisca phaeota*, con 158, 58 y 42 individuos respectivamente. La riqueza y distribución de anuros se vio afectada por la intervención humana. El número de especies fue mayor en el hábitat de transición, debido a una mayor complejidad vegetal, que ofrece una alta diversidad de microhábitats. La construcción de cuerpos de agua artificiales puede influir en la distribución y abundancia de especies que se reproducen en aguas quietas, como sucedió con *A. spurrelli.*

Palabras clave: Anchicayá, Anuros, microhábitat, perturbación humana.

Abstract

We studied the richness, distribution, and microhabitat selection of anurans at Anchicayá, on the Pacific region of Colombia, an area under deforestation. We distributed nine sampling transects within three habitats (mature forest, transition forest, and deforested areas) and sampled them during seven months (October 1995 through April 1996). We found 15 species of anurans; *Eleutherodactylus raniformis, Agalychnis spurrelli and Smilisca phaeota* were the most abundant, with 158, 58 and 42 individuals respectively. The richness and distribution of anurans was affected by human disturbance; the number of species in the transitional habitat was greatest due to greater complexity of the vegetation, which offers high microhabitat diversity. The construction of artificial bodies of water may influence the distribution and abundance of species reproducing in lentic water, as *A. spurrelli.*

Key words: Anchicayá, anurans, human alteration, microhabitat.

Introducción

La región de Anchicayá pertenece al Chocó biogeográfico, que se extiende desde la provincia del Darién en el Oriente de Panamá, a lo largo de la costa Pacífica colombiana, hasta las provincias de Esmeraldas y Pichincha en el Noroeste de Ecuador (Ruiz-C. et al. 1993). Los bosques de Anchicayá se encuentran amenazados por la creciente demanda de terrenos y alimentación por parte de la población humana, pudiendo desaparecer sin que su composición fundamental e historia natural sean debidamente registrados (Castro 1991).

Dentro de los componentes biológicos de dichos bosques, los anuros son una importante fracción de organismos que, debido a su condición ectotérmica, permeabilidad integumentaria y requerimientos ecológicos, son muy dependientes de las condiciones ambientales y altamente sensibles a cambios en su hábitat (Castro & Kattan 1991). Estas características, sumadas al carácter endémico de muchos de ellos, hace que su vulnerabilidad sea considerable.

La intervención que realizan las comunidades humanas de Anchicayá puede tener varias consecuencias: por un lado, crear una mayor heterogeneidad del componente natural causado por un mosaico de fragmentos boscosos, cultivos y parches en regeneración, que podría aumentar la diversidad faunística en estas áreas (Yahner 1988); o, por el contrario, la deforestación puede ir creando parches de bosque aislados en medio de un paisaje sin vegetación, ocasionando así un impacto en su componente biótico y afectando los patrones de dispersión de algunos animales (Saunders et al. 1991, Yahner 1988). En ambos casos se da un cambio de las condiciones naturales originales y se producen efectos a tres niveles: el primero consiste en alteraciones microclimáticas, como el grado de exposición a vientos y radiación solar o cambios en el flujo de agua; el segundo son los efectos directos sobre la abundancia y distribución de organismos, ya que un cambio en la estructura vegetal y las condiciones ambientales tiende a eliminar las especies más especializadas en favor de otras menos sensibles; el tercero consiste en variaciones y alteraciones en las comunidades bióticas, debido a cambios en las interacciónes entre especies (Kattan & Alvarez-López 1996).

El presente trabajo buscó conocer cómo varía la distribución de anuros en hábitats con diferentes grados de perturbación en la región de Anchicayá; aportar al conocimiento de las condiciones del microhábitat que ocupan las especies existentes en el área; y dar una base teórica preliminar mientras se identifican los problemas potenciales que pueda tener este grupo ante el crecimiento de las poblaciones humanas que habitan en la región.

Materiales y métodos

Área de Estudio. La región de Anchicayá es una zona de bosque húmedo tropical (Espinal & Montenegro 1963) que se encuentra en la vertiente occidental de la Cordillera Occidental, en el Departamento del Valle del Cauca, en el Suroeste de Colombia. Es una zona montañosa, con numerosos cañones que, por su inclinación, son inaccesibles; hacia la costa disminuye la pendiente del terreno, hasta llegar a la planicie del Pacífico. Atravesada por los ríos Digua, Anchicayá y río Verde, el área recibe una precipitación que sobrepasa los 3000 mm anuales, siendo más intensa entre marzo-mayo y octubre-noviembre (datos suministrados por la CVC).

Un número considerable de personas habitan las laderas de la carretera que atraviesa la región, en la antigua vía Cali-Buenaventura. El área muestreada abarcó tres de las veredas allí existentes: La Cascada, El Cauchal y El Danubio.

Captura e Identificación de Especies. Entre octubre de 1995 y abril de 1996, se observaron y capturaron manualmente individuos de las diferentes especies, tanto en el día como en la noche. Los individuos capturados fueron identificados en el campo y posteriormente liberados. Cuando la identificación no fue posible en el campo, un individuo por grupo desconocido se llevó al laboratorio del Departamento de Biología, Universidad del Valle, para su preparación y determinación.

Método de Muestreo. La obtención de datos se realizó por medio de nueve parcelas de 200 x 10 m, tres en cada uno de los siguientes hábitats o biotopos: a) *área altamente deforestada:* zona muy cercana a las concentraciones humanas, especialmente hacia la vereda La Cascada, donde la vegetación alta ha sido talada y cuya vegetación se limita a pequeños parches de helechos y arbustos totalmente expuestos a la radiación solar; b) *bosque de transición*: zona sometida a la entresaca de madera para consumo local; área muy heterogénea donde es común encontrar abundante vegetación herbácea y arbustiva, o plantas de cultivo (especialmente plátano), dentro de una matriz dominada por arboles jóvenes y maduros propios de la región; zona ubicada especialmente hacia la vereda de El Danubio. En estos dos tipos de hábitats se han construido estanques o embalses que retienen parte del agua de las quebradas para el cultivo de peces o su posterior canalización y consumo humano. Uno de los lotes de muestreo utilizados en el bosque de transición abarca uno de dichos cuerpos de agua con 140 metros de longitud y cerca de un metro de ancho en promedio. c) *bosque maduro*: zona alejada de los asentamientos humanos y con muy poca intervención; con arboles maduros altos que ofrecen un gran porcentaje de cobertura vegetal, y con gran número de epífitas.

Los lotes de muestreo fueron clasificados de acuerdo al biotopo: D1, D2 y D3 para bosque altamente deforestado, T1, T2 y T3 para bosque de transición y M1, M2 y M3 para bosque maduro.

Los muestreos fueron programados para los días del mes que presentaban luna nueva y menguante, ya que en estas condiciones los anuros son más conspicuos. Cada muestreo fue realizado por dos personas, en la noche entre las 18:00 y 24:00 y en el día entre las 08:00 y 11:00; cuando esto último no fue factible, se realizaron entre las 15:00 y 18:00 horas. Se hicieron tres repeticiones por parcela, abarcando la época de mayor precipitación (invierno) y la de menor precipitación (verano), para así tener en cuenta variaciones que se pudiesen presentar entre la época reproductiva y no reproductiva, respectivamente.

MICROHÁBITAT Y DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES. Se anotaron las especies observadas en cada lote de muestreo, así como el número de individuos por especie, registrando a cada espécimen algunos datos sugeridos por Heyer et al. (1994) para caracterización del microhábitat en anuros adultos: posición horizontal o ubicación respecto a cuerpos acuáticos, posición vertical o altura, y tipo de sustrato en que se encuentran (troncos, ramas, hojas, hojarasca, piedras, pasto).

TRATAMIENTO DE DATOS. El análisis estadístico para el estudio de microhábitat se realizó para las tres especies más abundantes: *Eleutherodactylus raniformis* Boulenger 1896, *Agalychnis spurrelli* Boulenger 1913 y *Smilisca phaeota* Cope 1862. Una prueba de chi-cuadrado (X^2), determinó si cada una de estas especies presentaba diferencias significativas en su ubicación de acuerdo a tres variables, que a su vez fueron subdivididas en los siguientes rangos:

Variable 1. Asociación con cuerpos de agua. Corriente permanente, estanque permanente, corrientes o charcos intermitentes, ausencia de cuerpos de agua.

Variable 2. Posición vertical (altura del suelo o agua). Suelo, baja (< 50 cm), media (50 - 150 cm), alta (> 150 cm).

Variable 3. Sustrato (sitio exacto de observación). Hojas, ramas, piedras o formaciones sólidas como muros de cemento, hojarasca, pasto, otros (tocones, limo, sustrato arenoso o arcilloso).

Cuando la frecuencia de individuos de cada una de estas variables presentó diferencia significativa, se realizó un análisis *post hoc* (Zar 1984), subdividiendo las frecuencias y analizándolas en grupos con una prueba de chi cuadrado con α 0.05, para establecer con más precisión hacia cuáles características hay preferencia por parte de las tres especies de anuros analizadas.

Las posibles diferencias en la altura de percha entre *A. spurrelli, E. raniformis* y *S. phaeota*, se trataron con un análisis de varianza de una vía y una prueba de Tukey, con el programa estadístico NCSS (Hintze 1984) (Zar 1984).

DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES. Para cada biotopo o hábitat se tomó el número de especies como la riqueza, mientras que el numero de observaciones fue tomada como un indicativo de la abundancia de cada especie. La diversidad fue calculada con el Indice de Brillouin (H) (Hair 1987). La similitud entre las comunidades de anuros en cada biotopo se comparó mediante el coeficiente de comunidad de Whittaker (citado por Duellman 1978); la similitud entre parcelas, de acuerdo a las especies registradas en cada una de ellos, se analizó por medio de un análisis de agrupamiento (cluster) utilizando el índice de similitud de Sörensen.

Resultados y Discusión

RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE ESPECIES. Se registraron 324 individuos de quince especies, de las cuales el 49% corresponden a *E. raniformis*, el 18% a *A. spurrelli*, el 13% a *S. phaeota* y las otras doce especies equivalen al 20% de los ejemplares encontrados (Tabla 1). Este limitado número de especies para una zona donde se ha registrado una riqueza mucho más alta (Anexo I), lo atribuimos a que los muestreos abarcaron un área muy pequeña, que no puede contener toda la variedad de especies, microhábitats y hábitats existentes en toda la extensión de Anchicayá. Además, por ser una región montañosa, existe un gradiente altitudinal que aquí no se abarcó (solo muestreamos a una altitud aproximada de 300-350 m) y por tanto no se observaron especies como *Dendrobates lehmanni* Myers & Daly 1976, también presente en la vertiente occidental de la Cordillera Occidental pero cuya distribución varia entre los 850 y 1200 m (Ruiz-C. et al. 1996).

MICROHÁBITAT. *Agalychnis spurrelli* mostró una total preferencia por cuerpos de agua aislados, presentando también cierta tendencia a determinados substratos pero no a los rangos de altura examinados. Esta especie mostró una tendencia similar hacia hojas y ramas ($X^2 = 0.490, 0.25 < P < 0.50$, 1 gl) diferenciándose estadísticamente su presencia en estos dos substratos respecto a los demás señalados en la tabla 4 ($X^2 = 33.38, P < 0.01$, 1 gl) (Tablas 2-4). Lo anterior lo atribuimos al modo reproductivo de *A. spurrelli*, que incluye oviposición en vegetación sobresaliente en los cuerpos de agua y su posterior desarrollo larval en medio acuático (Modo IIA, según Crump 1974 y modificado por Duellman 1978). Para este hílido juega un papel fundamental la existencia de vegetación baja alrededor de los cuerpos de agua, ya que otorgan un soporte para los adultos que se agregan, cantan y reproducen en estas plantas; así mismo, sus hojas sirven de sitio de ovoposición (Duellman 1970), de las cuales se observaron dos nidadas con 184 y 78 huevos, situados sobre el agua a una altura de 90 y 35 cm respectivamente.

Smilisca phaeota parece ser más generalista; su registro abarcó estanques permanentes y charcos y corrientes intermitentes sin diferencia significativa entre estos dos microhábitats ($X^2 = 0.470, 0.25, < P < 0.50$, 1 gl), aunque también fue observada al borde de quebradas, donde se formaban charcos lénticos. En cuanto al sustrato, la frecuencia de observación en hojas, piedras y "otros" no tuvo diferencia estadística ($X^2 = 4.334$, $0.10 < P < 0.25$, 2 gl) siendo las ramas el más usado por esta especie. Los individuos de S. phaeota frecuentaron los cuatro rangos de altura aquí propuestos; sin embargo, su promedio de altura es significativamente menor que el de *A. spurrelli* (Tabla 5). Esta especie es fácil de observar a nivel del suelo, ya que los machos bajan de las ramas y hojas a cantar en la superficie del agua para atraer a las hembras, presentando así, un modo reproductivo IA (Crump 1974 y modificado por Duellman 1978) o sea, sus huevos y larvas de desarrollan en charcos de agua temporales o permanentes.

E. raniformis presentó diferencia significativa en la altura promedio de percha con respecto a los dos hílidos anteriores (Tabla 5); por carecer de las adaptaciones morfológicas de los hílidos (amplias almohadillas adherentes y extremidades delgadas y largas) esta especie ve limitada su capacidad de habitar entre ramas y hojas altas. A esto se debe que los individuos fuesen estadísticamente más abundantes en el suelo y la zona baja, en comparación con la zona media y alta ($X^2 = 73.823, P < 0.001$, 1 gl). Por otra parte, *E. raniformis* habita lejos o cerca de cuerpos de agua ($X^2 = 5.244, 0.05 < P < 0.10$, 2 gl) (Tabla 2). A pesar de exhibir preferencia de sustrato hacia las hojas, *E. raniformis* también se observó con relativa frecuencia en ramas, piedras, hojarasca, pasto y "otros", sin di-

Tabla 1. Riqueza y abundancia de las especies en cada uno de los biotopos o hábitats estudiados (AD, área altamente deforestada; BT, bosque de transición; BM, bosque maduro).

	Número de ejemplares			
ESPECIES	**AD**	**BT**	**BM**	**TOTAL**
BUFONIDAE				
Bufo blombergi Myers & Funkhouser, 1951	-	4	-	4
B. marinus Linnaeus, 1758	11	5	-	16
CENTROLENIDAE				
Centrolene ilex Savage, 1967	-	1	-	1
Hyalinobatrachium aureoguttatum Barrera & Ruiz-C, 1989	-	8	-	8
DENDROBATIDAE				
Epipedobates boulengeri Barbour, 1909	-	7	4	11
Minyobates fulguritus Silverstone, 1975	1	-	-	1
HYLIDAE				
Agalychnis spurrelli Boulenger, 1913	-	58	-	58
Hyla boans Linnaeus 1758	-	7	4	11
H. picturata Bouleger, 1882	-	2	1	3
H. rosenbergi Boulenger, 1898	-	1	-	1
Smilisca phaeota Cope, 1862	6	36	-	42
LEPTODACTYLIDAE				
Leptodactylus pentadactylus Laurenti, 1768	-	2	-	2
Eleutherodactylus chalceus Peters, 1873	-	7	-	7
E. latidiscus Boulenger, 1898	-	1	-	1
E. raniformis Boulenger, 1896	38	92	28	158
RIQUEZA	4	14	4	
DIVERSIDAD	0.809	1.641	0.678	

ferencia significativa entre sí ($X^2 = 4.039$, $0.25 < P < 0.50$, 4 gl). Todo lo anterior, unido a su distribución independiente de la existencia o no de cuerpos de agua, ayuda a que esta especie pueda subsistir en zonas donde un gran porcentaje de la vegetación alta haya sido talada o donde las corrientes de agua hubiesen sido canalizadas.

La actividad que estén desempeñando los individuos varía un poco las características de microhábitat, tal como se registró para *S. phaeota*. En *A. spurrelli*, por ejemplo, aunque todos los individuos se registraron en agregación reproductiva, no significa que su microhábitat esté confinado siempre a la existencia de grandes cuerpos de agua. De hecho, condiciones como ésta varían en hílidos, debido a su comportamiento gregario alrededor de formaciones acuáticas en época reproductiva (Duellman 1970). Además, *A. spurrelli* también puede registrase a nivel del suelo, entre el agua de un charco temporal o un estanque permanente, ya que en amplexus la hembra baja de la vegetación y se introduce al agua durante unos

Tabla 2. Frecuencia de las especies de anuros respecto a su ubicación en cuerpos de agua. Para las tres especies más abundantes una prueba de X^2 con α: 0.05 indica si se rechaza o no la siguiente hipótesis nula: Ho. La especie se distribuye independiente de la ausencia o presencia de cuerpos de agua. CP, corriente permanente; EP, estanque permanente; CCI, corriente o charco temporal; ACA, ausencia de cuerpos de agua.

	Número de ejemplares				
	CP	**EP**	**CCT**	**ACA**	X^2
BUFONIDAE					
B. blombergi	3	-	-	1	
B. marinus	8	1	3	4	
CENTROLENIDAE					
C. ilex	-	1	-	-	
H. aureoguttatum	2	5	1	-	
DENDROBATIDAE					
E. boulengeri	4	-	7	-	
M. fulguritus	-	1	-	-	
HYLIDAE					
A. spurrelli	0	58	0	0	-------
H. boans	9	-	-	2	
H. picturata	-	2	-	1	
H. rosenbergi	-	1	-	-	
S. phaeota	4	19	15	4	
LEPTODACTYLIDAE					Rechaza Ho. X^2: 16.857; $P < 0.001$; 3 gl
L. pentadactylus	1		-	-	
E. chalceus	-		-	7	
E. latidiscus	-		-	-	
E. raniformis	46		10	62	Rechaza Ho. X^2:35.9; $P < 0.001$; 3 gl

minutos antes de efectuar la ovoposición (Fernando Vargas, datos inéditos).

De igual manera, el tamaño corporal influye en las características del microhábitat que ocupan los individuos de una especie. Lynch & Myers (1983) y Lynch & Duellman (1997), en estudios con *Eleutherodactylus* del Chocó colombiano y el Occidente de Ecuador, respectivamente, mencionan que la mayoría de especies terrestres y/o de quebradas poseen un tamaño corporal mayor que el de las especies arbóreas. A nivel de individuos de una misma especie también han registrado resultados similares, encontrando que los juveniles de varias especies frecuentan las hojarasca del bosque (Heatwole 1982, Lynch & Duellman 1997, Miyamoto 1982, mencionado por Donelly 1994). Nuestras observaciones para las ranas *Eleutherodactylus* son congruentes con estas afirmaciones: todos los registros de *E. chalceus* y *E. latidiscus* son en vegetación a una altura media (entre 50 y 150 cm) (Tablas 3 y 4); para *E. raniformis* los individuos de menor tamaño fueron arbóreos, aunque también se observaron en el suelo. Por el contrario, las hembras, de tamaño corporal mucho mayor (Lynch & Myers 1983), se registraron en su gran mayoría en el suelo. Paralelo a esto, los registros diurnos para *E. raniformis* pertenecen a individuos juveniles que habitan en la hojarasca. Todo lo anterior es discutido

Tabla 3. Frecuencia de las especies de anuros respecto a su ubicación vertical (altura). Para las tres especies más abundantes una prueba de X^2 con α: 0.05 indica si se rechaza o no la siguiente hipótesis nula: Ho. La especie se distribuye independientemente de la altura del sustrato. S, suelo; B, baja (2 cm); M, media (50 - 150 cm); A, alta (150 cm).

	Número de ejemplares				
	S	**B**	**M**	**A**	X^2
BUFONIDAE					
B. blombergi	2	2	-	-	
B. marinus	15	1	-	-	
CENTROLENIDAE					
C. ilex	-	1	-	-	
H. aureoguttatum	-	-	5	3	
DENDROBATIDAE					
E. boulengeri	11	-	-	-	
M. fulguritus	1	-	-	-	
HYLIDAE					
A. spurrelli	-	12	24	22	No rechaza Ho. X^2: 4.277, $0.10 < P < 0.25$; 2 gl
H. boans	-	-	1	10	
H. picturata	-	1	1	1	
H. rosenbergi	-	-	-	1	
S. phaeota	9	9	15	9	
					No rechaza Ho. X^2: 2.570, $0.95 < P < 0.975$; 3 gl
LEPTODACTYLIDAE					
L. pentadactylus	2	-	-	-	
E. chalceus	-	-	7	-	
E. latidiscus	-	-	1	-	
E. raniformis	60	73	17	8	Rechaza Ho. X^2:76.986, $P < 0.001$; 3 gl

por los autores citados como un comportamiento que busca minimizar la competencia interespecífica e intraespecífica, dividiendo así los recursos disponibles y maximizando el número de individuos y de especies que coexisten en un mismo hábitat.

Las especies encontradas fueron en su mayoría nocturnas (hílidos, centrolenídos, la mayoría de bufónidos y *Eleutherodactylus*) lo cual, va de acuerdo con las afirmaciones de Castro (manuscrito), quien dice que la mayoría de los grupos anfibios en los trópicos pueden ser activos en la noche como una adaptación para evitar las altas temperaturas ambientales del día.

DISTRIBUCIÓN Y EFECTOS DE PERTURBACIÓN HUMANA. La riqueza y diversidad de especies en bosque de transición fue mayor a la observada en bosque maduro y áreas altamente deforestadas (Tabla 1). Mientras algunas especies estuvieron exclusivamente alrededor de un recurso (*A. spurrelli*, ver Tabla 2), otras abarcaron uno, dos o los tres biotopos, ya fuese en mayor o menor grado. Este patrón de distribución puede explicarse por la heterogeneidad en la composición vegetal del bosque de transición. El tener elementos de bosque maduro, bosque joven y cultivo, hace que exista una alta diversidad de microhábitats y recursos, que permiten la existencia de una variada gama de especies

Tabla 4. Frecuencia de las especies de anuros respecto a diferentes tipos de sustrato. Para las tres especies más abundantes una prueba X^2 con α: 0.05 indica si se rechaza o no la siguiente hipótesis nula: Ho. La especie no presenta preferencia por algún tipo de sustrato. H, hojas; R, ramas; P, piedras; HOJ, hojarasca; PAS, pasto; O, otros.

	Número de ejemplares						
	H	**R**	**P**	**HOJ**	**PAS**	**O**	X^2
BUFONIDAE							
B. blombergi	-	-	-	-	-	4	
B. marinus	-	-	-	2	2	12	
CENTROLENIDAE							
C. ilex	1	-	-	-	-	-	
H. aureoguttatum	8	-	-	-	-	-	
DENDROBATIDAE							
E. boulengeri	-	-	-	1	1	9	
M. fulguritus	-	-	-	-	-	1	
HYLIDAE							
A. spurrelli	28	23	3	-	-	4	Rechaza Ho. X^2:34.276, $P < 0.001$; 3 gl
H. boans	1	9	-	-	-	-	
H. picturata	2	1	-	-	-	-	
H. rosenbergi	-	1	-	-	-	-	
S. phaeota	10	24	5	-	-	3	Rechaza Ho. X^2: 25.619, $P < 0.001$; 3 gl
LEPTODACTYLIDAE							
L. pentadactylus	-	-	-	1	-	1	
E. chalceus	7	-	-	-	-	-	
E. latidiscus	1	-	-	-	-	-	
E. raniformis	60	22	13	17	23	23	Rechaza Ho. X^2:54.656, $P < 0.001$; 5 gl

animales, semejando el efecto de borde de bosque, no solo en su estructura sino en su composición y su riqueza de anuros, ya que posee especies de área altamente deforestada y de bosque maduro.

Un aspecto que favorece el número de especies observadas en el bosque de transición es que a pesar de ser sometido a perturbación antrópica, se ha dejado crecer abundante vegetación herbácea en las zonas donde se han talado árboles. Esta densa vegetación no solo ofrece sustrato de apoyo a varias especies, sino que protege el suelo de la acción directa del sol, manteniendo un ambiente húmedo en los estratos bajos del bosque, ofreciendo así, protección contra la desecación a individuos adultos, juveniles o a las posturas. Esto seguramente favoreció la presencia de especies de reproducción terrestre como *Epipedobates boulengeri, Eleutherodactylus chalceus, E. latidiscus* y *E. raniformis*. Aunque esta última especie estuvo presente en los tres biotopos mencionados, fue mayor su número de registros para bosque de transición.

Estudios en áreas relativamente cercanas a nuestro sitio de muestreo (Naranjo & Chacón 1997, Montealegre et al. 1997, Aldana et al. 1997) y en otras zonas tropicales (v. gr. Lenart et al.1997, Lovejoy et al. 1986), mencionan que la heterogeneidad ve-

Tabla 5. Análisis de varianza de una vía (ANOVA) y prueba de Tukey que indica si hay o no diferencia significativa en la altura de percha que ocupan las especies E. raniformis (A), A. spurrelli (B) y S. phaeota (C).

	GL	SUMA DE CUADRADOS	MEDIA DE CUADRADOS	PRUEBA F (α: 0.05)
ESPECIES	2	401182.3	200591.1	41.23 **
ERROR	161	783363.8	4865.614	
TOTAL	163	1184546		

COMPARACIÓN DE MEDIAS	DIFERENCIA DE MEDIAS	SC	q	q(0.05, 161, 3)	CONCLUSIÓN
B vs A	123.8	13.508	9.164	3.314	B ≠ A
B vs C	46.8	13.23	3.54	3.314	B ≠ C
C vs A	77.6	14.21	5.46	3.314	C ≠ A

Tabla 6. Similitud entre las comunidades de anuros encontradas en bosque maduro (BM), bosque de transición (BT) y área altamente deforestada (AD), según el coeficiente de comunidad de Whittaker. Los datos en cursiva bajo la diagonal corresponden a cálculos realizados teniendo en cuenta la posible presencia de *Eleutherodactylus longirostris* en bosque maduro (ver nota en el texto).

	BM	BT	AD
BM	1	0.182	0.111
BT	*0.200*	1	0.143
AD	*0.000*	*0.200*	1

getal del hábitat y la composición y proliferación de vegetación herbácea favorecen la diversidad y abundancia de insectos, lo cual, afecta la distribución de vertebrados que se alimentan de ellos. En este estudio no se realizaron análisis de disponibilidad de alimento y contenido estomacal; sin embargo, teniendo en cuenta que los insectos son base fundamental en la dieta de los anuros, este aspecto también pudría influir en el mantenimiento del alto número de especies registrado para este biotopo.

Todas las especies encontradas en bosque maduro, excepto *E. raniformis*, fueron diferentes a las observadas en áreas deforestadas. Esto concuerda con los resultados arrojados por el coeficiente de comunidad de Whittaker, que indica, con base en las especies presentes, una menor relación entre bosque maduro y área altamente deforestada siendo mayor entre bosque maduro y bosque de transición (Tabla 6). Adicionalmente, el poco número de especies registradas para bosque maduro y el relativo bajo registro de individuos para cada una de ellas, puede deberse a que están más dispersas al no encontrar una gran heterogeneidad del medio en un área pequeña, tal como sucede en el bosque de transición, y a sesgos en el muestreo, ya que lo escabroso y difícil del terreno en este hábitat impidió la buena visualización y captura de individuos.

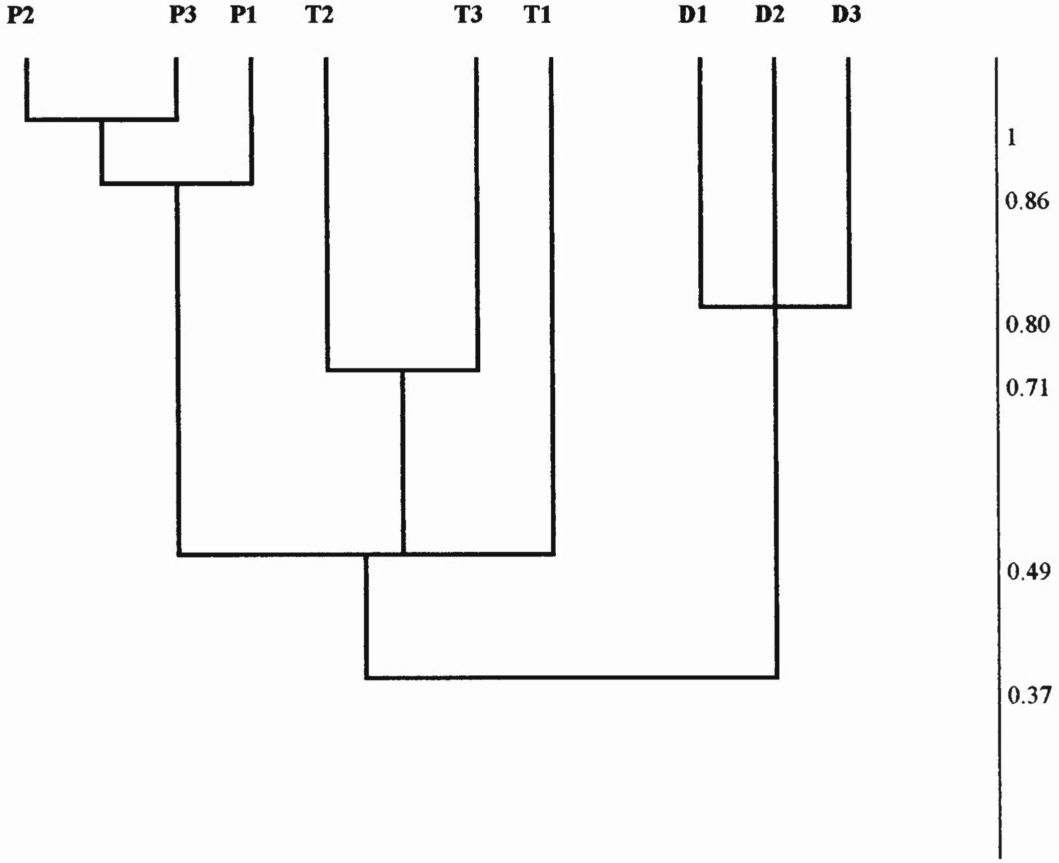

Figura 1. Dendrograma que señala la similitud entre las parcelas en un mismo biotopo y la disimilitud entre parcelas de diferentes biotopos, de acuerdo a la composición de sus especies de anuros. Los cálculos son realizados con el índice de similitud de Sörensen.

La ausencia, en el área deforestada, de *Hyla picturata, H. boans* y *E. boulengeri*, especies comunes entre bosque maduro y bosque de transición, podría deberse a requerimientos de microhábitats altos y/o a mayor dependencia de la humedad; estos dos factores son escasos en áreas con alto grado de deforestación debido a la falta de vegetación que mantenga un ambiente húmedo, así como a los altos niveles de evaporación del agua en los charcos que puedan formarse.

Otra de las especies que difieren entre los hábitats es *S. phaeota,* observada en los dos biotopos que poseen perturbación humana. Esta es una rana característica de zonas intervenidas (Duellman 1970, observación personal); incluso, se observaron amplexus, posturas de huevecillos y renacuajos en charcos y escorrentías en medio de la carretera y en sus alrededores, en microhábitats de gran inestabilidad y condiciones adversas para otras especies.

Las otras tres especies en área altamente deforestada (*E. raniformis, Minyobates fulguritus* y *Bufo marinus*) (Tabla 1) parecen poseer más capacidad que las demás especies para soportar ciertos cambios en su medio natural, ya sea por condiciones fisiológicas o requerimientos de microhábitats que aún persisten en áreas intervenidas.

La figura 1 analiza la similitud entre las parcelas de acuerdo a las especies que presentaron, arrojando un resultado similar al señalado en la tabla 6. Aquí se halló que las parcelas muestreadas en un mismo biotopo o hábitat tienden a estar más relacionadas entre sí que con parcelas de biotopos diferentes, aunque T1 (parcela 1 de bosque transición) se aleja un poco de dicho patrón. Esto se debe a que dicha parcela posee una característica ausente de los demás: estanques artificiales.

La existencia de estanques con agua hace que especies cuyo modo reproductivo requiera de cuerpos aislados y sin corriente, se vean beneficiados (Heyer et al. 1994). *Agalychnis spurrelli* es la especie que más abundancia y aprovechamiento presentó alrededor de éstos; al parecer, esta especie es muy oportunista e invade rápidamente estos microhábitats, aumentando en número su población y desplazando otras que también podrían beneficiarse. Estos beneficios constan de una disminución notable en la mortalidad de renacuajos por desecación de cuerpos de agua, interacción por espacio y alimento con otros renacuajos y, posiblemente, más oportunidad de escapar a depredadores. Otra especie, *S. phaeota*, también tuvo comportamiento reproductivo en estos estanques pero no se observó interacción con *A. spurrelli*, tal vez debido a las diferencias que hay en la selección del sitio de canto y ubicación de huevecillos entre estas dos especies, lo que implicaría un comportamiento de división del recurso acuático.

No obstante este aparente beneficio, las poblaciones de *A. spurrelli* pueden verse seriamente perjudicadas debido a la introducción de la tilapia roja (*Oreochromis* sp.), especie cultivada en estos estanques para consumo local. Los adultos de *A. spurrelli* que se reproducen en los estanques pueden estar colocando sus nidadas en sitios donde la posibilidad de supervivencia de su descendencia es casi o totalmente nula. Los peces son unos de los más voraces depredadores de renacuajos, y la introducción de peces ha ocasionado la extinción local de especies de ranas en algunos sitios (Scott & Starret 1974, Heyer et al. 1975). Solo una parte del estanque, carente de peces, presentó numerosos renacuajos de *A. Spurrelli*. Aunque la presencia de estanques favoreció la observación de especies en el bosque de transición, la riqueza y diversidad seguirían siendo mayores (9 especies, H: 1.424) si anuláramos los registros hechos alrededor de estos cuerpos de agua, ya que no todas las especies se encontraron en los estanques o en su cercanía; tal es el caso de *H. boans, E. chalceus, Bufo blombergi* y algunos individuos de *E. raniformis, S. phaeota, Hyalinobatrachium aureoguttatum, E. boulengeri, Leptodactylus pentadactylus* y *B. marinus*.

También es importante aclarar que el estanque aquí analizado está ubicado un poco al interior del bosque, rodeado de vegetación herbácea muy densa, intercalada con arboles, lo que no sucede en la mayoría de los casos. Con observaciones realizadas fuera de las parcelas, registramos varios estanques de menor tamaño al existente en el lote T1 y solo en uno de ellos, también en el interior del bosque, registramos *A. spurrelli.* La ausencia de vegetación influye seguramente en la disponibilidad de microhábitats necesarios para la supervivencia y reproducción de esta especie, evitando así, que se den las agregaciones registradas en los otros dos cuerpos de agua artificiales. La existencia de vegetación alrededor de los cuerpos de agua favorece la dispersión de los juveniles de *A. spurrelli* hacia el bosque (Scott & Starret 1974).

Nota

Según John D. Lynch (com. pers.), los individuos del bosque maduro identificados como *Eleutherodactylus raniformis* podrían ser en realidad *Eleutherodactylus longirostris* Boulenger 1898; las dos especies están relacionadas y son confundidas comúnmente por varios autores (Lynch & Myers 1983). Esto podría variar un poco los resultados aquí obtenidos; sin embargo, creemos que no alteraría el patrón general de distribución de especies ni la esencia de lo discutido. Teniendo en cuenta el posible error de identificación, se calculó nuevamente la similitud entre los biotopos, utilizando el coeficiente de comunidad de Whittaker. En la tabla 6 se dan dichos resultados y se comparan con los obtenidos inicialmente; como se observa, los nuevos datos reforzarían nuestras anotaciones. En cuanto al microhábitat, Lynch & Myers (1983) reportan a *E. longirostris* como una especie del interior de bosque en Panamá y Colombia, encontrada durante la noche en vegetación baja o en el suelo y durante el día escondida en la hojarasca; estas características son similares a las descritas aquí para *E. raniformis*. Debido a esta similitud en el microhábitat, la distribución de *E. longirostris* que tiende al interior de bosque y *E. raniformis* que tiende a zonas abiertas y borde de bosque seguramente disminuye la interacción competitiva en estas dos especies.

Agradecimientos

Agradecemos a M. E. Bolaños, H. Berrio y M. Pedraza por su invaluable colaboración en el trabajo de campo. Igualmente, a B. Miller por facilitar la estadía en el área de estudio, y a los demás habitantes de la región de Anchicayá y todas aquellas personas que de una u otra forma colaboraron para la realización de esta investigación.

Literatura citada

ALDANA, R. C., U. J. SAULO & G. H. KATTAN,. 1997. Diversidad y heterogeneidad espacial de la fauna de Hormigas en la Reserva Forestal de Escalerete. Cespedesia 21 (68): 103-120.

CASTRO, H. F. 1991. Observaciones a la diversidad de los reptiles del Valle del Cauca y áreas de interés en su distribución. Págs. 325-334 en: E. Flórez & G. Kattan (eds.). *Memorias Primer Simposio Nacional de Fauna del Valle del Cauca*. INCIVA, Cali.

CASTRO, H. F. & G. H. KATTAN. 1991. Estado de conocimiento y conservación de los anfibios del Valle del Cauca. Págs. 310-323 en: E. Flórez & G. Kattan (eds.). *Memorias Primer Simposio Nacional de Fauna del Valle del Cauca*. INCIVA, Cali.

CRUMP, M. L. 1974. Reproductive strategies in a tropical anuran community. University of Kansas Museum of Natural History, Miscellaneous Publications. 61: 1-68.

DONNELLY, M. A. 1994. Amphibian diversity and natural history. Págs. 199-209 en: L. McDade, K. S. Bawa, H. Hespenheide & G. S.Hatshorne (eds.). *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. University of Chicago Press, Chicago.

DUELLMAN, E. W. 1970. The Hylid Frogs of Middle America. Monographs of the University of Kansas Museum of Natural History Monograph 1: 1-753.

DUELLMAN, E. W. 1978. The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. University of Kansas Museum of Natural History, Miscellaneous Publications 65: 1-352.

DUELLMAN, E. W. & L. TRUEB. 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw Hill. Inc. New York.

ESPINAL, T. S. & E. MONTENEGRO. 1963. *Formaciones vegetales de Colombia: Memoria explicativa sobre el mapa de Colombia*. Instituto Geografico Agustin Codazzi, IGAC Bogotá.

HEATWOLE, H. 1982. A review of structuring in herpetofaunal assemblages. Págs. 1-19 en: N. J. Scott (ed.). *Herpetological Communities*. United States Fish and Wildlife Service. Washington D.C.

HAIR, D. J. 1987. Medida de la Diversidad Ecológica. Págs. 283-289 en: R. R. Tarrés (ed.). *Manual de Técnicas de Gestión de Vida Silvestre*. WWF USA, Washington.

HEYER, R. W., R. W. MCDIARMID & D. L. WEIGMANN. 1975. Tadpoles, predation and pond habitats in the tropics. Biotropica 7: 100-111.

HEYER, R. W., M. DONELLY, R. MCDIARMID, L. HAYEK & M. FOSTER. 1994. *Meausiring and monitoring biological diversity. Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington D. C.

HINTZE, J. L. 1984. *Number Cruncher Statistical System (NCSS)*. Kaysville, Utah.

KATTAN, G. H. 1984. Ranas del Valle del Cauca. Cespedesia 13(49-50): 316-340.

KATTAN, G. H. & H. ALVAREZ-LÓPEZ, 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the Colombian Andes. Págs. 3-8 en: J. Shelhas and R. Greenberg (eds.). *Forest Patches in Tropical Landscapes.* Island Press, Washington D.C.

LENART, L. A., R. POWELL, S. J. PARMERIEE, A. LATHROP & D. D. SMITH. 1997. Anoline diversity in three differentially altered habitats in the Sierra de Baoruco, Republica Dominicana, Hispaniola. Biotropica 29: 117-123.

LOVEJOY T. R., A. R. BIERREGAARD, J. MALCOLM, C. QUINTENELA, L. HARPER, K. BROWN, A. POWELL, G. POWELL, H. SCHUBART & M. HAYS. 1986. Edge and other effects of insolation on Amazon forest fragments. en: M. E. Soulé (ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity.* Sinauer, Sunderland, Massachusetts.

LYNCH, J. D. 1998. New species of *Eleutherodactylus* from the Cordillera Occidental of western Colombia with a synopsis of the distributions of species in western Colombia. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 22 (82): 117-148.

LYNCH, J. D. & W. E. DUELLMAN. 1997. Frogs of the genus *Eleutherodactylus* in western Ecuador: Systematics, ecology and biogeography. University of Kansas Museum of Natural History. Special Publication No. 23.

LYNCH, J. D. & C. W. MYERS. 1983. Frogs of the *Fitzingeri* group of *Eleutherodactylus* in Eastern Panamá and Chocoan South America (Leptodactylidae). Bulletin of the American Museum of Natural History. 175: 481-572.

MONTEALEGRE, Z. F., C. MEDINA & G. H. KATTAN, 1997. Diversidad de insectos herbívoros en interior y borde de bosque en la Reserva Forestal de Escalerete. Cespedesia 21 (68): 29-40.

NARANJO, L. G. & P. CHACÓN, 1997. Diversidad de insectos y aves insectívoras de sotobosque en hábitats perturbados de selva lluviosa tropical. Caldasia 19: 507-520.

RUIZ-C. P. M., M. C. ARDILA-R. & J. D. LYNCH. 1996. Lista actualizada de la fauna de Amphibia de Colombia. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 20(77): 65-415.

RUIZ-C. P. M., C. J. HERNÁNDEZ & M. C. ARDILA-R. 1993. La herpetofauna de la Provincia Biogeografica del Chocó. Págs. 256-269 en: P. Leyva (ed.). *Colombia Pacífico. Tomo I.* Fondo FEN y Biopacifico, Bogotá.

SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS & C. R. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation. A Review. Conservation Biology 5: 18-32.

SCOTT, N. J. & A. STARRET. 1974. An unusual breeding aggregation of frogs, with notes on the ecology of *Agalychnis spurrelli* (Anura Hylidae). Bulletin of Southern California Academy of Sciences 73: 86-94.

SHOENER, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communites. Science 185: 27-39.

YAHNER, H. R. 1988. Changes in wildlife communites near edges. Conservation Biology 2: 333-339.

ZAR, J. H. 1984. *Biostatistical analysis. 2^nd^. Edition.* Prentice Hall, New Jersey.

Recibido el 20 de marzo de 1998.
Versión final aceptada el 1^{o}. de noviembre de 1998.

ANEXO 1. Anuros registrados o de muy posible prescencia para la región de Anchicayá, Colombia. (Fernando Castro, datos sin publicar). Listado elaborado con base en especímenes de la colección de herpetología, Departamento de Biología, Universidad del Valle (UVC), observaciones personales y Kattan 1984, Lynch 1998 y Ruiz-C. et al. 1996.

FAMILIA BUFONIDAE

Atelopus spurrelli Boulenger 1914, UVC 7015, 7016, 7017.

Bufo blombergi Myers & Funkhouser 1951, UVC 6062, 6064, 6065, 6066, 6622. 9799, 9800.

B. haematiticus Cope 1862, UVC 6077, 6080, 6081, 6082, 6084, 6085, 6086, 6087, 6088, 6623, 6928, 9875, 9876, 9878, 11604, 11605, 11606, 11622, 11623, 11624, 11625, 11645.

B. hypomelas Boulenger 1913, UVC 6089, 6090, 6091, 6092, 6093, 6094, 6095, 6102, 6103, 6104, 6105, 6106, 6831, 7577, 8400, 9653, 9654, 9655, 9657, 9731, 9879, 9886, 10252.

B. marinus Linnaeus 1758, UVC 6575.

B. typhonius Linnaeus 1758, UVC 6576, 11617, 11616, 11617, 11618, 11619.

FAMILIA CENTROLENIDAE

Centrolene prosoblepon Boettger 1892, UVC 6425, 7640, 7641.

C. ilex Savage 1967, UVC 6426, 6580, 10513.

Cochranella spinosa Taylor 1949, UVC 6415, 11614.

Hyalinobatrachium aureoguttatum Barrera & Ruiz-C 1989, UVC 6427.

H. colymbiphyllum Taylor 1949.

H. fleischmanni Boettger 1893.

FAMILIA DENDROBATIDAE

Colostethus lacrimosus Myers 1991, UVC 6257, 6262.

C. nubicola Dunn 1924, UVC 6161, 6162, 6164, 6165, 6166, 6167, 6169, 6170, 6171, 6172, 6173, 6174, 6176, 6177, 6178, 6179, 6180, 6181, 6183, 6184, 6186, 6254, 6255, 6256, 6841, 6845, 9663, 9759, 10515, 11609, 11610, 11611, 11612, 11801.

C. talamancae Cope 1875, UVC 6168, 6175, 6182, 6185, 6250, 6253, 6258, 6259, 6260, 6261, 6263, 6264, 6844, 10484, 11590, 11591, 11592, 11593, 11594, 11595, 11596, 13492.

Dendrobates histrionicus Berthold 1845, UVC 6311, 6312, 6313, 6314, 6315, 6316, 6317, 6828, 9629, 9630, 10489, 10491, 10554, 10555, 11583.

D. lehmanni Myers & Daly 1976, UVC 7429, 10490, 10492, 10493, 10494, 10495, 10556, 10557, 10558, 10559, 10560.

Epipedobates boulengeri Barbour 1909, UVC 6349, 6350, 6351, 6352, 6353, 6354, 6355, 6356, 9662, 10869, 11608, 11800.

Minyobates fulguritus Silverstone 1975, UVC 6303, 6307, 6379.

M. minutus Shreve 1935.

M. viridis Myers & Daly 1976, UVC 6337.

FAMILIA HYLIDAE

Agalychnis spurrelli Boulenger 1913, UVC 6825, 8394, 12751, 12893, 12894, 12895.

Gatrotheca cornuta Boulenger 1898, UVC 6602, 11607.

Hyla alytolylax Duellman 1977.

H. boans Linnaeus 1758 UVC 6581, 10473.

H. crepitans Wied-Neuwied 1824.

H. palmeri Boulenger 1908, UVC 6409, 6413, 6453, 6454, 6455, 6823, 6889, 9760, 10482, 10529.

H. pellucens Werner 1901.

Hyla picturata Boulenger 1882.

H. rosenbergi Boulenger 1898, UVC 11626

H. rubracyla Cochran & Goin 1970.

Phyllomedusa psilopygion Cannatella 1980, UVC 6641, 6838, 10786.

Scinax sugillata Duellman 1973.

Smilisca phaeota Cope 1862, UVC 6471, 6472, 6473, 6474, 6475, 6476, 6477, 6478, 6479, 6480, 6481, 6482, 6483, 6484, 6485, 6486, 6487, 6488, 6489, 6490, 6491, 6492, 6493, 6494, 6495, 6496, 6497, 6498, 6499, 6500, 6501, 6502, 6503, 6504, 6505, 6506, 6507, 6508, 6509, 6510, 6511, 6512, 6513, 7649, 7650, 7651, 7652, 8390, 9638, 10475, 10481, 10504, 10531, 10534, 10784, 1132, 11133, 11599, 11621, 11634, 12752.

FAMILIA LEPTODACTYLIDAE

Eleutherodactylus achatinus Boulenger 1898, UVC 5517, 5518, 5520, 5521, 5522, 5523, 5524, 5542, 5543.

E. anomalus Boulenger 1898, UVC 5552, 5557, 5581, 5582, 5583, 5825, 5830, 5833, 5848, 5852, 5853, 5855, 6613, 6804, 9641, 9642, 9643, 9644, 9645, 9646, 9647, 9648, 9651, 10474, 10505, 10516, 10541, 10543, 10544.

E. biporcatus Peters 1863, UVC 5556.

E. bufoniformis Boulenger 1896, UVC 5546, 5547, 5548, 5549, 5550, 5551, 5553, 5554, 5555, 5560, 5578, 5579, 5580, 5584, 5585, 5586, 5845, 5845, 6824, 6932, 7574, 8388, 9639, 9658, 9659, 9660, 11134.

E. caprifer Lynch 1977, UVC 5842, 10537, 10860.

E. chalceus Peters 1873, UVC 5654, 5655, 5656, 5847, 5854, 6414, 6416, 6417, 6421, 6422, 6423, 7319, 10477, 10537.

E. fitzingeri Schmidt 1858, UVC 9801, 9840, 9841, 11640, 11802.

E. gularis Boulenger 1898, UVC 6572, 6603, 11620.

E. hybotragus Lynch 1992, UVC 5462.

E. latidiscus Boulenger 1898, UVC 5611, 5757, 5758, 5759, 5760, 5761, 5763, 5764, 5765, 5856, 5861, 5865, 5866, 5948, 6612, 6827, 6829, 6830, 6987, 8397, 9842.

E. longirostris Boulenger 1898, UVC 5643, 5722, 5734, 5735, 5736, 5737, 5738, 5739, 5740, 5741, 6608, 6826, 7575, 9847, 10181, 10182, 11613.

E. moro Savage 1965.

E. raniformis Boulenger 1896, UVC 5642, 5696, 5697, 5698, 5699, 5700, 5701, 5702, 5703, 5704, 5706, 5707, 5708, 5709, 5710, 5711, 5712, 5713, 5714, 5715, 5716, 5717, 5718, 5719, 5720, 5712, 5724, 5725, 5726, 5727, 5728, 6605, 6606, 6607, 7573, 7646, 7647, 7648, 9637, 9640, 9641, 9642, 9643, 9644, 9649, 9652, 9661, 9763, 10486, 10514, 10517, 10518, 10538, 10540, 10542, 10854, 11147, 11160, 11161, 11636, 11637, 11638 11639.

E. ridens Cope 1866, UVC 5859.

E. roseus Boulenger 1918.

E. sp. nov. UVC 5860, 7320.

E. zygodactylus Lynch & Myers 1983, UVC 5816, 5817, 5818, 5819, 5820, 5821, 5822, 5823, 5824, 5826, 5827, 5828, 5829, 5831, 5832, 6609, 6610, 6611, 6931, 7576, 7642, 7643, 7644, 7645, 8389, 8395, 9645, 9646, 9650, 10483, 10485, 10530, 10533, 10539, 10785, 10787, 11131, 11602.

Leptodactylus melanonotus Hallowell 1860.

L. pentadactylus Laurenti 1768, UVC 5952, 5953, 5954, 6840.

L. ventrimaculatus Boulenger 1902.

FAMILIA RANIDAE

Rana vaillanti Brocchi 1877, UVC 11627, 11628.